

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA

**EFEITO RESIDUAL DO BIOCHAR DE LODO DE
ESGOTO SOBRE AS FRAÇÕES DE FÓSFORO DO
SOLO**

ARTHUR DE LIMA HENRIQUES DA SILVA

Brasília, DF

Julho de 2019

ARTHUR DE LIMA HENRIQUES DA SILVA

EFEITO RESIDUAL DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO SOBRE AS FRAÇÕES DE FÓSFORO DO SOLO

Monografia apresentada à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília – UnB, como parte das exigências do curso de Graduação em Agronomia, para a obtenção do título de Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Prof. Dr. CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO

Brasília, DF

Julho de 2019

FICHA CATALOGRÁFICA

SILVA, Arthur de Lima Henriques

“EFEITO RESIDUAL DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO SOBRE AS FRAÇÕES DE FÓSFORO DO SOLO” Orientação: Cícero Célio de Figueiredo, Brasília, 2019. (42) páginas.

Monografia de Graduação (G) – Universidade de Brasília / Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2019.

1. Biocarvão 2. Biossólido. 3. Adubação fosfatada. 4. Milho

I. Figueiredo, C.C.de. II. Drº.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SILVA, A. L. H. Efeito residual do biochar de lodo de esgoto sobre as frações de fósforo do solo. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2019, (42) páginas. Monografia.

CESSÃO DE DIREITOS

Nome do Autor: ARTHUR DE LIMA HENRIQUES DA SILVA

Título da Monografia de Conclusão de Curso: Efeito residual do biochar de lodo de esgoto sobre as frações de fósforo do solo.

Grau: 3º **Ano:** 2019

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta monografia de graduação e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva-se a outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de graduação pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

ARTHUR DE LIMA HENRIQUES DA SILVA

Condomínio Jardim das Paineiras, Quadra 06, Casa 107

CEP: 71 680 – 366, Jardim Botânico, Brasília, DF, Brasil.

(61) 99804-0300/ (61) 3427-3488/ email: arthurlhsilva.agro@gmail.com

ARTHUR DE LIMA HENRIQUES DA SILVA

EFEITO RESIDUAL DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO SOBRE AS FRAÇÕES DE FÓSFORO DO SOLO

Monografia apresentada à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília – UnB, como parte das exigências do curso de Graduação em Agronomia, para a obtenção do título de Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Prof. Dr. CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO

BANCA EXAMINADORA:

Cícero Célio de Figueiredo
Doutor, Universidade de Brasília – UnB
Orientador / email: cicerocf@unb.br

Alyson Silva de Araújo
Mestre, Universidade de Brasília – UnB
Examinador / email: alyson.sa92@gmail.com

Luiz Eduardo Zancanaro de Oliveira
Mestre, Universidade de Brasília – UnB
Examinador / email: luizzanoli@gmail.com

Brasília, julho de 2019

Dedico este trabalho às duas pessoas mais importantes da minha vida e responsáveis por tudo isso, meu pai, Luiz Sérgio e minha mãe, Geysilene.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao meus pais Luiz Sergio Henriques da Silva e Geysilene de Lima Henriques da Silva, por todo apoio, pela minha criação, pelo amor e por serem exemplos a quem eu sigo com muito orgulho.

A minhas irmãs Elisa de Lima Henriques da Silva e Nathalie de Lima Henriques da Silva pelo enorme amor e carinho, e pelo apoio mesmo à distância.

A minha namorada Carolina Aleixo Klavdianos pelo companheirismo, apoio e pelo amor que me acompanhou em boa parte da minha trajetória.

Ao professor Dr. Cícero Célio de Figueiredo, pela orientação, pelos ensinamentos, pelo comprometimento e por ser um grande exemplo de profissional.

A toda equipe do Laboratório de Matéria Orgânica do Solo, em especial aos colegas Alyson, Thamires, Helen e Priscila por todo auxílio e pela amizade.

A Deus por me proteger e iluminar meus caminhos durante toda minha vida.

*“Nenhuma atividade no bem é insignificante, as árvores mais altas são oriundas de
minúsculas sementes”*

Chico Xavier

SILVA, Arthur de Lima Henriques. **Efeito residual do biochar de lodo de esgoto sobre as frações de fósforo do solo**. 2019. Monografia (Bacharelado em Agronomia). Universidade de Brasília – UnB.

RESUMO

O crescimento populacional nos centros urbanos tem aumentado os problemas relacionados à gestão de resíduos sólidos. O tratamento de esgoto gera um resíduo denominado lodo de esgoto (LE). Devido à presença de metais pesados e patógenos, o LE é um resíduo de difícil gestão. Sabe-se que o LE é rico em nutrientes, principalmente fósforo (P) e tem um grande potencial para uso na agricultura. O tratamento térmico do LE diminui os riscos de contaminação para seu uso agrícola. Um desses tratamentos térmicos é a pirólise que gera um subproduto rico em P denominado biochar. Apesar do potencial de fornecimento de P por meio da aplicação de biochar, ainda há poucas informações e pesquisas científicas a respeito da dinâmica das frações de P no solo após a aplicação desse produto. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito residual da aplicação de biochar de LE sobre as frações de P do solo em duas safras seguidas de milho. O experimento de campo foi desenvolvido na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, em um Latossolo Vermelho Amarelo com a cultura do milho (*Zea mays*) implantada. Foi adotado o delineamento em blocos ao acaso, com 4 repetições, composto por 4 tratamentos: 1) controle; 2) adubação mineral (NPK); 3) Biochar produzido a 300 °C (BC300); 4) Biochar produzido a 500 °C (BC500). Foram aplicados 15 t ha⁻¹ de biochar de LE nas safras 2014/2015 e 2015/2016, totalizando 30 t ha⁻¹ nos tratamentos que receberam biochar e 714 kg ha⁻¹ da formulação (4-14-8) de NPK nos tratamentos com adubação mineral. Foram avaliadas amostras coletadas após a colheita de duas safras consecutivas de milho, sendo a primeira 2016/2017 e a segunda 2017/2018, representando o primeiro e o segundo ano de efeito residual do biochar. Foram determinados os teores de P total (Pt), P orgânico (Po), P inorgânico (Pi) e P disponível (Pdisp). Em geral foi possível observar aumento nos teores de Pt nos tratamentos com aplicação de biochar, principalmente na safra (2016/2017). A maior parte do P ficou armazenada na forma inorgânica. Dessa forma, o biochar mostrou efeito residual para fornecimento de P, principalmente na forma inorgânica e prontamente disponível, representando uma excelente alternativa para uso como fonte desse nutriente na agricultura.

Palavras-chave: Biocarvão, bio sólido, adubação fosfatada, milho.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. a) Mapa do Brasil b) Área do experimento.22

Figura 2. Croqui da área experimental com destaque em cinza dos tratamentos estudados.
..... **Error! Bookmark not defined.**

Figura 3. Teores de P total, composto pelo P orgânico (Po) mais P inorgânico (Pi), do solo cultivado com milho, sob efeito residual de biochar de LE na safra 2016/2017: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais, maiúscula para Pt e minúscula para Po e Pi, indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).29

Figura 4. Teores de P disponível do solo cultivado com milho, sob efeito residual de biochar de LE na safra 2016/2017 nos tratamentos: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).29

Figura 5. Teores de P total, composto pelo P orgânico (Po) mais P inorgânico (Pi), do solo cultivado com milho, sob efeito residual de biochar de LE: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais, maiúscula para Pt e minúscula para Po e Pi, indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).31

Figura 6. Teores de P disponível solo cultivado com milho, sob efeito residual de biochar de LE na safra 2017/2018 nos tratamentos: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).32

Figura 7. Relações carbono: fósforo (C P) de solos cultivados com milho, sob efeito residual de biochar de LE na safra 2016/2017 nos tratamentos: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).33

Figura 8. Relações carbono: fósforo (C P) de solos cultivados com milho, sob efeito residual de biochar de LE na safra 2017/2018 nos tratamentos: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Concentrações máximas permitidas de substâncias inorgânicas em lodo de esgoto ou produtos derivados.	17
Tabela 2. Concentrações máximas permitidas de patógenos em lodo de esgoto ou produtos derivados.	17
Tabela 3. Precipitação pluviométrica mensal e temperatura média do ar nos anos 2016, 2017 e 2018 na FAL.	23
Tabela 4. Características químicas do solo.	24
Tabela 5. Características químicas e físicas do LE e dos BCs estudados.	26

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1. Lodo de esgoto: produção, tratamento, composição e uso agrícola	15
2.2. Situação do uso e produção de fertilizantes fosfatados no Brasil e no mundo	18
2.3. Biochar	19
2.3.1. P no biochar e a sua influência no acúmulo de frações de P no solo	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1. Delineamento experimental e tratamentos estudados	23
3.2. Condução do experimento	24
3.3. Obtenção e caracterização do lodo de esgoto e do biochar	25
3.4. Análises laboratoriais	26
3.4.1. Determinação do fósforo orgânico total (Po)	27
3.4.2. Determinação do fósforo total do solo (Pt)	27
3.4.3. Determinação do fósforo inorgânico total (Pi)	28
3.4.4. Determinação do fósforo disponível (Pdisp)	28
3.5. Análises estatísticas	28
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
4.1. Safra 2016/2017	29
4.2. Safra 2017/2018	30
5. CONCLUSÕES	36
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37

1. INTRODUÇÃO

O crescimento e a concentração populacional nos centros urbanos têm gerado problemas ambientais decorrentes do acúmulo de resíduos sólidos. Um dos resíduos urbanos que mais tem preocupado os gestores públicos é o lodo de esgoto (LE), gerado após o tratamento de esgotos domésticos ou industriais, cuja geração vem crescendo de forma mais intensa nas últimas décadas com a concentração populacional em grandes centros urbanos (RIGO et al., 2014). A gestão e a disposição final são os principais desafios que envolvem a produção de LE. Devido à elevada presença de matéria orgânica e nutrientes para as plantas, o seu uso agrícola é uma ótima alternativa para disposição final, porém a presença de metais pesados e patógenos em sua composição (BETTIOL & CAMARGO, 2006) limitam o uso do LE na agricultura. Em diversos países do mundo, as legislações apresentam limites para evitar a contaminação causada pelo LE. No Brasil, a Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006 define critérios e limites de patógenos e metais pesados para a utilização do LE na agricultura. Em razão destes problemas, o LE se acumula em pátios de secagem sem uma alternativa de uso e disposição.

O fósforo (P) é um elemento essencial as plantas e tem grande importância na agricultura brasileira, uma vez que o país possui solos com baixo teor desse nutriente e não possui boas reservas fosfáticas no território (BENITES, 2015). A crescente demanda por alimentos e o aumento da eficiência e tecnologia na agricultura têm aumentado a demanda por minerais fosfáticos, com isso tem se intensificado a extração de rochas fosfáticas no mundo. A rocha fosfática é um recurso finito, e diferentes autores estimam que este recurso pode ser escasso dentro de um período de 50-400 anos nos atuais níveis de extração (BENITES, 2015; PANTANO et al., 2016). Com isso, a busca por novas fontes renováveis de P torna-se cada vez mais urgente para a manutenção da segurança alimentar. Parte desse P poderia ser provido pela reciclagem de resíduos urbanos, com destaque para o LE que pode conter até 150 g kg^{-1} de P dependendo do tipo de tratamento de esgoto utilizado (TORRI et al., 2017).

Os tratamentos térmicos do LE possibilitam o uso deste resíduo por eliminarem vários poluentes orgânicos e patógenos (MULLER-STROVER et al., 2018). Dos diferentes tipos de tratamento térmico, a pirólise se destaca por ser um processo que gera pouco ou nenhum resíduo, pois todos os seus produtos (Biochar, bio-óleo e biogás) podem ser aproveitados (SAMOLADA & ZABANIOTOU, 2014). Durante a pirólise há volatilização de elementos como carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O) e nitrogênio (N), promovendo uma concentração de nutrientes que apresentam temperaturas de volatilização mais altas como o P

e o potássio (K). No caso da pirólise, esses nutrientes só são volatilizados a temperaturas maiores que 700 °C. Segundo Figueiredo et al. (2017), dependendo da temperatura de pirólise, o biochar pode fornecer nutrientes ao solo, além de servir como um estoque de C no solo a longo prazo. Além disso, devido a sua alta área superficial e porosidade, o biochar atua como um condicionador de solo, aumentando a retenção de água e a disponibilidade de nutrientes, além de servir como refúgio para a microbiota do solo (YUAN et al., 2015).

O biochar de LE apresenta alto teor de P total, comparado a outros resíduos orgânicos. Isso tem estimulado pesquisas para torná-lo um adubo fonte de P. No entanto, devido à heterogeneidade da composição do LE, o biochar obtido pode fornecer frações diferenciadas desse nutriente no solo. Sabe-se que a pirólise aumenta a concentração de P no biochar, mas pode alterar a sua disponibilidade em função da temperatura adotada (ZORNOZA et al., 2016). O P remanescente no biochar após o processo de pirólise é predominantemente inorgânico (HOSSAIN et al., 2011), pois durante o processo de pirólise, as formas de P orgânico são convertidas em P inorgânico (QIAN & JIANG, 2014). Há muitas pesquisas a respeito do acúmulo do P no biochar durante o processo de pirólise (CALLEGARI & CAPODAGLIO, 2018; QIAN & JIANG, 2014; HOSSAIN et al., 2011) no entanto, há poucos estudos sobre a dinâmica deste nutriente após sua aplicação no solo e seu efeito residual, em sequência de cultivos. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito residual de biochar de LE, obtido em diferentes temperaturas de pirólise, no P total e nas frações orgânica, inorgânica e disponível desse nutriente no solo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Lodo de esgoto: produção, tratamento, composição e uso agrícola

O crescimento populacional somado à urbanização e ao desenvolvimento econômico são causas incontestáveis do aumento da geração de resíduos (CASTRO et al., 2015). A correta disposição destes resíduos tem grande importância na qualidade de vida das gerações futuras.

A Lei nº 12.305/10 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) prevê a redução da geração de resíduos, objetivando a disposição ambientalmente correta, reciclagem e reutilização de resíduos e rejeitos. Esta lei tem o objetivo de propiciar o avanço brasileiro no enfrentamento dos problemas socioeconômicos e ambientais relacionados ao manejo de resíduos sólidos no país (BRASIL, 2019).

O processo de tratamento do esgoto doméstico é dividido em quatro fases, fase preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário. Na fase preliminar, os resíduos maiores são retirados para impedir que haja danos às próximas unidades de tratamento. No tratamento primário são sedimentados os sólidos em suspensão, que vão se acumulando no fundo do decantador, formando o lodo primário. Em seguida vem o tratamento secundário, onde os microrganismos irão se alimentar da matéria orgânica do lodo, convertendo-a em gás carbônico e água. No tratamento terciário são removidos poluentes específicos como os elementos P e N que, em alta concentração, podem poluir os cursos d'água. Em cada etapa de tratamento existe geração de lodo. O tratamento do lodo é realizado por digestores que estabilizam a matéria orgânica, favorecendo a etapa da desidratação. Após a etapa da desidratação, o produto final é chamado de LE, o qual deve ser encaminhado para destinação final (CAESB, 2019).

Portanto, o LE pode ser definido como um resíduo semi-sólido, predominantemente orgânico, com teores variáveis de componentes inorgânicos, originado a partir do tratamento de esgotos domiciliares e/ou industriais (CARVALHO et al., 2015). A combinação de efluentes advindos de diferentes fontes resultam em LE's com diferentes características relacionadas a metais pesados, organismos patogênicos e nutrientes em geral (KITAMURA, 2006).

Há diversas possibilidades de destinação final para o LE. Em uma análise das publicações a respeito da disposição de LE no Brasil entre 2004 e 2014, Castro et al. (2015) concluíram que 3,7% das publicações eram relacionadas a utilização do LE para obtenção de energia, 3,7% como mistura para obtenção de artefatos cerâmicos, 1% na construção civil, e 91,7% na utilização agrícola, com publicações nas áreas de agricultura, recuperação de áreas degradadas, silvicultura, e produção de espécies ornamentais.

Ainda assim, segundo o IBGE (2019), na última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), feita em 2008, a maior parte destes resíduos ainda é despejada em rios, mares, terrenos baldios e aterros sanitários. A disposição do LE em aterros sanitários pode levar à contaminação dos solos e lençóis freáticos, e além disso, possui um custo elevado. A disposição em rios e mar pode levar a eutrofização destes corpos hídricos, prejudicando a vida aquática. Na Europa, segundo o relatório da União Europeia (Comissão, 2008), 37% do LE gerado é reciclado na agricultura, sendo que esse valor ultrapassa 50% em alguns países.

A utilização do LE na agricultura tem se mostrado o principal caminho para a reutilização destes resíduos, isso se deve ao fato de que o LE possui nutrientes essenciais às plantas e são ricos em matéria orgânica, além de atuarem como condicionadores de solo, melhorando sua estrutura (RIGO et al., 2014). Pires et al. (2015) observaram que, a longo prazo, a fertilização com LE pode fornecer N com mais eficiência que a adubação mineral. Costa et al. (2018) observaram uma relação de produção e aplicação de N na forma de LE positiva, onde o aumento da dose de LE causou aumento da produtividade da cultura do café.

Munhoz & Berton (2006) observaram o LE fornecendo P com até 64% da eficiência da adubação mineral. Bonini et al. (2015) observaram que o LE influenciou positivamente atributos químicos e físicos do solo como aumento no teor de P e matéria orgânica, aumento na porosidade, macroporosidade e diminuição da resistência à penetração do solo até a camada de 0,15 m. O processo de remoção de P no tratamento do esgoto influencia na sua biodisponibilidade no LE. O'Connor et al. (2004) e Maguirre et al. (2001) concluíram que a remoção do P com sais férricos prejudica a fitodisponibilidade do P, enquanto a remoção biológica apresenta os melhores resultados.

Embora apresente benefícios como a melhoria da qualidade química, física e biológica do solo, o LE apresenta alguns elementos potencialmente prejudiciais ao desenvolvimento das plantas e a saúde humana, sendo que os principais contaminantes presentes em LE são metais pesados tais como chumbo (Pb), níquel (Ni), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), e zinco (Zn), organismos patogênicos (bactérias, protozoários, vírus etc.), além de uma gama de compostos orgânicos sintéticos (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, dioxinas, furanos, pesticidas, hormônios sintéticos e naturais etc.) (NASCIMENTO et al., 2014a; NASCIMENTO et al., 2014b).

A resolução CONAMA 375/06 define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de esgoto sanitário. As tabelas 1 e 2, representam, respectivamente, as concentrações máximas de substâncias inorgânicas e patógenos permitidos para o uso agrícola do LE e seus derivados.

Tabela 1. Concentrações máximas permitidas de substâncias inorgânicas em lodo de esgoto ou produtos derivados.

Substâncias Inorgânicas	Concentração Máxima (mg/kg, base seca)
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Crômio	1000
Mercurio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

Fonte: Resolução CONAMA N° 375, de 29 de agosto de 2006.

Tabela 2. Concentrações máximas permitidas de patógenos em lodo de esgoto ou produtos derivados.

Tipo de esgoto ou produto derivado	Concentração de Patógenos
A	Coliformes Termotolerantes <10 ³ NMP/g de ST Ovos viáveis de helmintos <0,25 ovo/g de ST <i>Salmonella</i> ausência em 10g de ST Vírus <0,25 UFP ou UFF/g de ST
B	Coliformes Termotolerantes <10 ⁶ NMP/g de ST Ovos viáveis de helmintos <10 ovos/g de ST

Fonte: Resolução CONAMA N° 375, de 29 de agosto de 2006.

De acordo com o Art. 14, Seção IV da Resolução CONAMA n° 375, de 29 de agosto de 2006, a utilização de LE ou produto derivado enquadrado como classe B é restrita ao cultivo de café, silvicultura, culturas para produção de fibras ou óleos, com aplicação mecanizada, em sulcos ou covas, seguida de incorporação. O LE classe A que tem uso permitido para a maioria das culturas, com algumas restrições para olerícolas e pastagens, não é produzido nos processos de tratamento de esgoto do DF. Para indisponibilizar os metais pesados e eliminar os agentes patogênicos, o LE deve passar por algum tratamento antes de ser utilizado como adubo na agricultura.

A pirólise é um processo térmico de degradação de MO em uma atmosfera com ausência ou limitada disponibilidade de O (SAMOLADA & ZABANIOTOU, 2014). Trata-se de uma alternativa para produção de energia de segunda geração, que é relativamente barata,

simples e robusta, e pode ser usada para transformar biomassa em produtos como bio-óleo, resíduo sólido (biochar), e bio-gás (CALLEGARI & CAPODAGLIO, 2018) em diferentes proporções dependendo da matéria prima e das condições do processo (LU et al., 2013). Samolada & Zabaniotou (2014) concluíram que entre gaseificação, incineração, e pirólise do LE, a pirólise foi identificada como o processo mais promissor, pois todos os seus resíduos podem ser aproveitados, além de ser o processo que leva a menor emissão de gases.

Quanto a disponibilidade de metais pesados, Liu et al. (2014) e Figueiredo et al. (2019) observaram que apesar de haver aumento da concentração destes metais no biochar (produto da pirólise do LE), eles se tornam menos disponíveis. Outro grande benefício da pirólise é tornar a matéria orgânica do LE mais estável (FIGUEIREDO et al., 2017). Essa é uma característica importante para o acúmulo de carbono no solo, uma vez que as condições tropicais cujas altas temperaturas favorecem o desenvolvimento de microrganismos decompositores, com consequente aceleração da degradação da matéria orgânica. Nessas condições, levando-se em conta que o LE é rico em matéria orgânica facilmente mineralizável, pouco resíduo recalcitrante deve permanecer no solo (MAIO et al., 2011).

2.2.Situação do uso e produção de fertilizantes fosfatados no Brasil e no mundo

A produção de alimentos é uma grande consumidora das reservas de P mundiais, sendo a prática agrícola responsável por 90% de todo o P extraído. Rochas minerais fosfáticas são a única fonte significativa de P global. Estima-se que em meados de 2050, a demanda mundial de P duplique, sendo que alguns estudos apontam que poderá ocorrer um pico na produção de fertilizantes fosfatados nos próximos 30 anos, e um esgotamento das reservas mundiais de rochas fosfáticas nos próximos 50-100 anos (PANTANO et al., 2016; JASINSKI, 2016). No Brasil o total de reservas de rocha fosfática disponíveis para exploração é de aproximadamente 320 Mt, com as taxas de extração atuais (aprox. 6,7 Mt/ano), elas serão esgotadas em cerca de 50 anos (WHITERS et al., 2018).

Apesar das fontes minerais de P não serem recursos renováveis, este elemento está entre os 15 elementos com maior presença na crosta terrestre. No entanto, as principais reservas de P estão localizadas em poucos países. Somente Marrocos responde por 70% das reservas mundiais, enquanto, Marrocos, China, EUA e Rússia são responsáveis por mais de 70% da produção desta rocha. O Brasil não se encontra em uma posição segura, já que a maior parte das reservas brasileiras são compostas por rochas ígneas com baixo teor de P e elevado teor de contaminantes (BENITES, 2015). Whitters et al. (2018) destacam o risco que agricultura

brasileira corre com a futura escassez das reservas de P ou flutuações de preço, uma vez que oferta de fertilizantes inorgânicos de P no país é 60% importada.

Os solos brasileiros são, em grande parte, altamente intemperizados, e com teores elevados de Fe e Al, essa característica faz com que o P inorgânico adicionado ao solo seja rapidamente imobilizado, formando complexos insolúveis com os oxi-hidróxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al), e assim tornando o P indisponível para absorção pelas raízes das plantas (SOUZA et al., 2006). Devido às condições de baixa disponibilidade de P, em especial na região do Cerrado, a adubação fosfatada é imprescindível, necessitando de grandes quantidades desse elemento para manter uma disponibilidade adequada às espécies cultivadas, esse é um dos investimentos mais altos para a prática da agricultura comercial (SOUSA et al., 2004).

2.3.Biochar

O biochar pode ser definido como um material sólido, rico em compostos de C, com estrutura porosa, produzido por conversão termoquímica de materiais orgânicos, em uma atmosfera deficiente em O, e tem propriedades físico-químicas adequadas para o armazenamento seguro e de longo prazo de C no ambiente e potencial uso benéfico no solo (AHMAD et al., 2014). As características do produto são afetadas pelas condições do processo, como temperatura, tempo de residência, pressão e características originais do LE (SAMOLADA & ZABANIOTOU, 2014; LU et al., 2013).

A temperatura de pirólise mais alta favorece o aumento da área superficial, volume e tamanho de poros, entretanto, temperaturas muito elevadas favorecem a perda excessiva de carbono e outros grupos funcionais (CHEN et al., 2014). Já o rendimento do biochar decresce com a temperatura pirolítica, podendo chegar a aproximadamente 50% da matéria prima original em uma temperatura de 700° C (HOSSAIN et al., 2011).

Uma característica comum dos biochars é que ele é formado principalmente por formas aromáticas estáveis de C orgânico, que não podem retornar prontamente a atmosfera, mesmo em condições ambientais e biológicas favoráveis, como as que podem prevalecer no solo (SOHI et al., 2010). Isso é evidenciado pela baixa relação H/C que o biochar apresenta, quanto menor essa relação maior é a aromatização (YUAN et al., 2013). Figueiredo et al. (2017) concluíram que o aumento da temperatura de pirólise diminui a relação H/C e aumenta a relação C/N indicando aumento da recalcitrância da matéria orgânica do biochar. Mendez et al. (2013) observaram o biochar de LE reduzindo emissões de CO₂ em até 32% comparado ao LE. Assim, a produção de biochar é uma tecnologia com alto potencial de sequestro de carbono da atmosfera.

O teor de N no biochar diminui com a temperatura de pirólise. Hossain et al. (2011) observaram perda do N total chegando a 55% em biochar produzidos em temperaturas de 700°C, essa diminuição acontece devido às perdas gasosas (CALLEGARI & CAPODAGLIO, 2018).

A pirólise aumenta a concentração de K no biochar em relação ao LE, esse enriquecimento pode estar associado ao fato deste nutriente não volatilizar durante o processo de pirólise (FIGUEIREDO et al., 2017), indicando que está associado a fração inorgânica no LE (HOSSAIN et al., 2011). Yuan et al. (2016) encontraram um decréscimo do K solúvel em água com o aumento da temperatura de pirólise, enquanto Zornoza et al. (2016) o encontraram muito disponível em biochars produzidos a diferentes temperaturas de pirólise.

Estudos mostram que Cu, Pb, Zn Cd, Co e Cr são os principais metais pesados encontrados no biochar de LE (HE et al., 2010; LIU et al., 2014; FIGUEIREDO et al., 2019). O processo de pirólise causa enriquecimento de metais pesados no biochar comparado ao LE. Esse fato pode ser atribuído a conversão desses metais em moléculas mais estáveis como óxidos e sulfatos, e por causa de suas altas temperaturas de volatilização (YUAN et al., 2015).

Apesar de haver aumento da concentração de metais pesados no biochar durante a pirólise, esse processo reduz a biodisponibilidade destes metais. Figueiredo et al. (2019) relataram que o aumento do pH e da área superficial no biochar tendem a precipitar e reter os metais pesados tornando-os indisponíveis, Liu et al. (2014) relataram transformações de Cd e Cu em moléculas mais estáveis.

2.3.1. P no biochar e a sua influência no acúmulo de frações de P no solo

Durante o processo de pirólise, há um aumento na concentração de P no biochar que pode variar de 40 a 100% (HOSSAIN et al., 2011; CALLEGARI & CAPODAGLIO, 2018). Isso acontece devido ao fato do P prevalecer no LE na forma inorgânica (YUAN et al., 2013), sendo 70-90% em moléculas de fosfato de Al, que é resistente a volatilização em temperaturas de pirólise abaixo de 700 °C (FARIA et al., 2017). O P é encontrado no LE geralmente na forma de ortofosfato, podendo estar ligado a pequenas quantidades de P orgânico (TORRI et al., 2017). Durante a pirólise, as formas orgânicas de P são reduzidas enquanto as formas inorgânicas se mantêm, indicando que as formas orgânicas são convertidas em formas inorgânicas (ortofosfatos e pirofosfatos) (QIAN & JIANG, 2014). Porém, diferentemente do que acontece com o N e o K, o aumento na temperatura de pirólise aumenta os teores de PO_4^{3-} solúvel em água no biochar de LE (YUAN et al., 2016).

Devido à alta concentração de óxidos de metais alcalinos (Ca^{2+} e Mg^{2+}), e uma baixa concentração de Al^{3+} solúvel, o biochar tem potencial de aumentar o pH de solos ácidos (LONE et al., 2015), além disso, o biochar possui uma grande área superficial capaz de adsorver moléculas como Al^{3+} e Fe^{2+} , reduzindo a precipitação de P no solo (DELUCA et al., 2009; FARIA et al., 2017). O processo de adsorção de P pelos óxidos e hidróxidos de Fe e Al é um dos principais fatores envolvidos na insolubilização desse nutriente em solos tropicais (SOUZA et al., 2006).

Nem todo P do biochar é prontamente disponível às plantas no solo. Rehman et al. (2018) observaram que o P disponível é significativamente menor em comparação ao P total em solos com aplicação de biochar de LE. Schneider & Haderlein (2016) estudaram biochars de diferentes fontes e destacaram que grande parte do P_i está ligado ao Ca em minerais de baixa solubilidade como a apatita, que não é prontamente disponível às plantas. Os ortofosfatos, pirofosfatos e polifosfatos são as principais formas de P em solos com aplicação de biochar, sendo as duas primeiras presentes em maior quantidade, os pirofosfatos podem ser disponibilizados para as plantas por reações de hidrólise e têm uma meia vida de 15 a 21 dias após a aplicação, os polifosfatos podem ser uma fonte prolongada de P às plantas (XU et al., 2016). As formas predominantes de P orgânico no biochar são os ortofosfatos monoésteres e diésteres, acredita-se que estas frações têm um importante papel na mobilidade e disponibilidade do P (HUANG et al., 2015).

3. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado na Fazenda Água Limpa (FAL) da Universidade de Brasília (UnB), localizada no Núcleo Rural Vargem Bonita, Brasília-DF, a 28 km da sede do Campus.

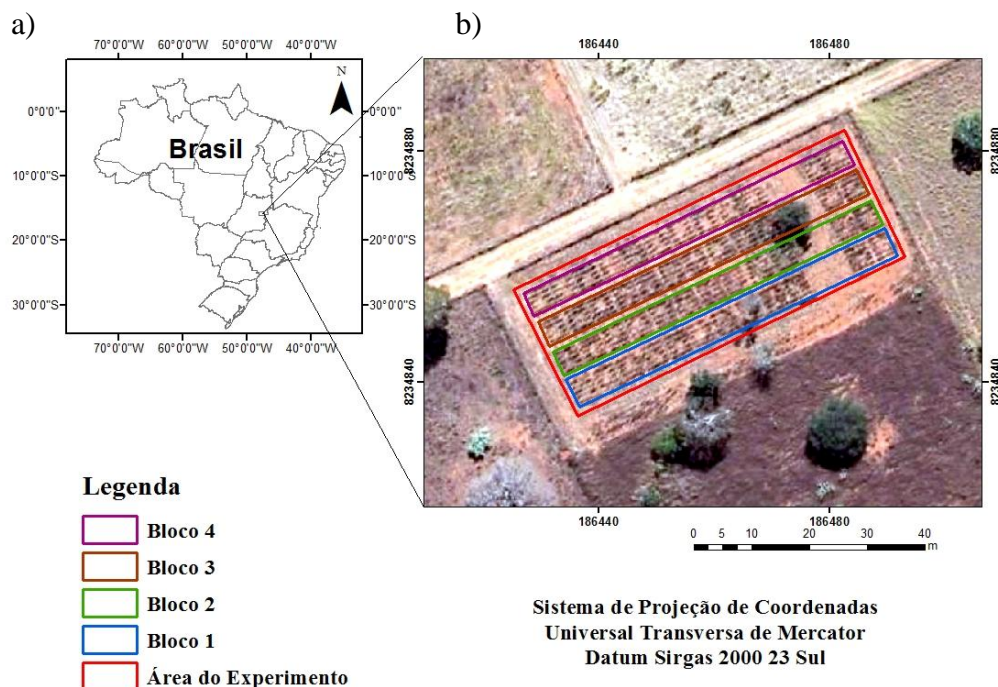


Figura 1. a) Mapa do Brasil b) Área do experimento.

O Distrito Federal apresenta o clima Aw caracterizando a região como clima tropical com inverno seco, na classificação de Köppen-Geiger simplificada por Setzer, com temperatura média anual de 26 °C e precipitação pluviométrica média de 1500 mm (CARDOSO et al., 2014). Os dados apresentados na Tabela 3 referem-se à precipitação pluviométrica e temperatura média, coletados nos anos de 2016, 2017 e 2018.

Tabela 3. Precipitação pluviométrica mensal e temperatura média do ar nos anos 2016, 2017 e 2018 na FAL.

Precipitação pluviométrica mensal (mm)												
Ano	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2016	263,9	144,2	231,6	9,4	30,2	0,0	0,0	38,6	23,8	84,4	310,8	131,0
2017	162,6	224,9	219,6	17,3	45,3	0,0	0,0	0,0	14,5	59,9	241,6	131,0
2018	136,5	161,1	205,7	142,5	27,7	0,0	0,0	22,9	48,6	169,1	250,1	253,6
Temperatura média mensal (°C)												
2016	21,6	22,2	21,7	21,2	19,8	18,2	18,4	19,6	22,1	22,3	21,4	21,5
2017	21,6	21,0	21,5	21,5	19,6	18,2	16,3	19,2	19,9	22,7	21,3	21,3
2018	21,3	21,0	21,5	20	18,1	17,6	17,2	19,8	21,3	22,6	20,9	21,4

Dados: Laboratório de Agroclimatologia, FAV-UnB.

O experimento foi implantado em novembro de 2014, em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico. Foi utilizada uma área de 1308 m² localizada nas coordenadas de latitude 15°56'44.92"S, longitude de 47°55'43.29"W e 1095 metros de altitude.

3.1. Delineamento experimental e tratamentos estudados

O delineamento utilizado foi em blocos ao acaso, com 12 tratamentos e quatro repetições (Figura 2). No presente trabalho foram selecionados 4 tratamentos compostos por: 1) Controle; 2) NPK; 3) biochar produzido a 300 °C (BC300); 4) biochar produzido a 500 °C (BC500). Cada parcela tinha área de 20 m², e 5 linhas plantadas de 4 m de comprimento, o espaçamento entre linhas utilizado foi de 0,9 m, e densidade de plantio de 6 plantas m⁻¹, totalizando uma população de aproximadamente 66 mil plantas ha⁻¹.

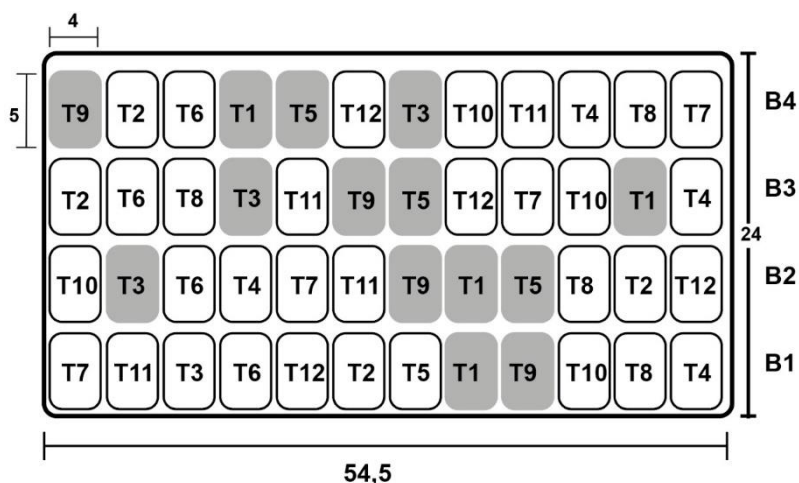


Figura 2. Croqui da área experimental com destaque em cinza dos tratamentos estudados.

3.2. Condução do experimento

O experimento foi implantado no ano de 2014, em uma área com um histórico de 20 anos de cultivo de pastagens. O presente estudo teve início em 2016, e se estendeu até 2018, para ser avaliado o efeito residual das aplicações de biochar de lodo de esgoto sobre os teores de P no solo. A cultura usada foi o milho híbrido LG 6030. Os valores de propriedades químicas do solo estão representados na tabela 4.

Tabela 4. Características químicas do solo.

Propriedade	Solo
pH (CaCl ₂)	4,9
P (g kg ⁻¹)	0,00238
K ⁺ (g kg ⁻¹)	0,061
Ca ⁺² (cmol _c dm ³)	2,38
Mg ⁺² (cmol _c dm ³)	0,86
Al ⁺³ (cmol _c dm ³)	0,04
H+Al ⁺³ (cmol _c dm ³)	5,90
SB (cmol _c dm ³)	3,40
t (cmol _c dm ³)	3,44
T (cmol _c dm ³)	9,30
V (%)	36,6

SB-soma de bases; t-CTC efetiva; T-CTC a pH 7; V%-percentual de saturação por bases.

Somente no primeiro ano do experimento foram realizadas as operações de gradagem e aragem. Neste ano, foi realizada a calagem na dose de 1240 kg ha⁻¹, a adubação corretiva com a aplicação de 1110 kg ha⁻¹ de superfosfato simples e 85 kg ha⁻¹ de cloreto de potássio. A dose de aplicação do biochar foi 30 t ha⁻¹ durante 2 anos, essa aplicação foi suspensa nas safras de 2016/2017 e 2017/2018. O tratamento NPK recebeu adubações de manutenção visando a produtividade de 10 t ha⁻¹, essa adubação foi feita com o formulado NPK 4-14-8 na dose de 714 kg ha⁻¹ que correspondeu a 30 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia, 45 kg ha⁻¹ de P na forma de

superfosfato simples e triplo, e 48 kg ha⁻¹ de K de potássio. As adubações manutenção do tratamento NPK ocorreram em todas as safras estudadas, para alcançar uma produtividade de 10 t ha⁻¹.

As amostragens do solo foram realizadas após a colheita do milho das safras 2016/2017 e 2017/2018, na camada de 0-20 cm do solo de cada parcela, em pontos aleatórios de um círculo de 1 m de raio, sendo o centro da parcela, a referência. Essas amostragens foram feitas com auxílio de trado tipo holandês, e foram levadas ao laboratório onde foram secadas ao ar e passadas na peneira de malha 2 mm.

3.3. Obtenção e caracterização do lodo de esgoto e do biochar

O LE utilizado foi proveniente da ETE (estação de tratamento de esgoto) do Gama e Samambaia, que pertencem a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). Essas ETE's utilizam o sistema de tratamento em nível terciário, onde são removidos poluentes como P e N, que consiste na decomposição anaeróbica, quando esses compostos são decantados na biomassa, que é encaminhada aos pátios de secagem.

Para a obtenção do biochar, o LE com aproximadamente 20% de umidade foi passado em peneiras de malha de 8 mm, e submetida a pirólise em temperaturas de 300°C e 500°C, a uma taxa média de aumento de temperatura de 2,5 °C min⁻¹ (Forno Linn Elektro Therm, Eschenfelden, Alemanha), com tempo de residência de 30 min. O biochar produzido foi colocado em sacos plásticos para posterior aplicação no campo. A caracterização química do LE, BC300 e BC500 está representada na tabela 5.

Tabela 5. Características químicas e físicas do LE e dos BCs estudados.

Variáveis	LE	BC300	BC500
CT (%)	21,0	23,4	19,0
NT (%)	3,0	3,3	2,3
C/N	7,00	7,0	8,3
NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	-	17,5	5,84
NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	-	431,9	169,3
pH (CaCl ₂)	4,80	6,0	6,5
P (g kg ⁻¹)	35,70	41,1	61,3
K ⁺ (g kg ⁻¹)	0,80	0,16	1,25
Ca ⁺² (g kg ⁻¹)	6,6	6,7	7,4
Mg ⁺² (g kg ⁻¹)	0,8	1,8	1,7
S (g kg ⁻¹)	-	15,1	7,4
Fe (mg kg ⁻¹)		450	541
B (mg kg ⁻¹)		9,1	12,05
Mn (mg kg ⁻¹)	56,37	58,17	80,07
Cu (mg kg ⁻¹)	114,55	148,22	145,22
Co (mg kg ⁻¹)	19,63	22,33	25,07
Cr (mg kg ⁻¹)	100,28	105,65	136,32
Ni (mg kg ⁻¹)	57,66	48,66	68,6
Pb (mg kg ⁻¹)	206,87	255,53	265,2
Zn (mg kg ⁻¹)	306,33	321,33	300
AF (g kg ⁻¹)	-	24,3	4,3
AH (g kg ⁻¹)	-	19,3	1,1
Humina (g kg ⁻¹)	-	74,8	95,6
VP (ml g ⁻¹)	-	0,027	0,053
ASE (m ² g ⁻¹)	-	20,17	52,470

AF-ácido fúlvico; AH-ácido húmico; VP-volume de poros; ASE-área de superfície específica; CT-carbono total, NT-nitrogênio total. Limites máximos de metais pesados (mg kg⁻¹) aceitos na legislação brasileira: Cr: 1.000; Cu: 1.500; Ni: 420; Pb: 300; Zn: 2.800.

Fontes: Faria et al., 2017; Figueiredo et al., 2017; Resolução CONAMA 375.

As amostras do lodo de esgoto *in natura* e dos biochars foram submetidas a análises químicas, incluindo os teores totais de C, N e H, determinados em analisador elementar CHN (Analyzer Perkin Elmer 1420). Através dos valores de C, N e H foram possíveis obter as razões anatômicas C/N e H/C. A partir da extração nitroperclórica foi possível determinar os teores de micro e macronutrientes. O pH foi determinado através de solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, e os valores de pH em suspensão foram obtidos através de pHmetro PHTEK (modelo PHS-3B). A condutividade elétrica foi determinada em extrato 1:10 (m/v) por meio de um condutivímetro de bancada QUIMIS® (modelo STD Q405M). Após a extração ácida, a determinação de metais tóxicos se deu através da utilização de espectrofotometria de emissão ótica por plasma indutivamente acoplado – ICP-OES. O volume de poros e a área superficial do lodo de esgoto *in natura* e dos biochars foram obtidos através de isothermas de adsorção de N₂ a -196,2 ° C, por meio de um analisador de área superficial NOVA 2200 (Quantachrome Corp., Boynton Beach, FL, USA), nos quais os cálculos foram realizados automaticamente pelo software Quantachrome NovaWin®, aplicando-se a equação BET (Brunauer, Emmett e Teller).

3.4. Análises laboratoriais

3.4.1. Determinação do fósforo orgânico total (Po)

O Po foi determinado de acordo com Olsen & Sommers (1982). A extração foi realizada a partir da pesagem de 2 g de solo de cada tratamento em duplicata, o conjunto A em cadinho de porcelana, e o conjunto B em falcon de 50 mL. O conjunto A foi levado à mufla e ignificado a 550° C por 1,5 hora, com elevação térmica de 30 °C/min. Em seguida o conjunto A foi transferido para falcons de 50 mL para então serem adicionados 50 mL de H₂SO₄ 2,0 mol L⁻¹ em ambos os conjuntos. Os conjuntos foram agitados por 16 horas em agitador horizontal à 220 rpm para então serem filtrados com papel filtro quantitativo faixa azul para potes de vidro. Na determinação foram pipetados 2 mL dos extratos para copos plásticos, e então foram adicionados 10 mL de água destilada, 1 mL de solução indicadora p-nitrofenol, 2 mL de NaOH 4 mol L⁻¹ e 10 mL de solução mista (200 mL de H₂SO₄ 2,5 mol L⁻¹, 60 mL de molibdato de amônio, 20 mL de antimônio tartarato de potássio, 150 mL de solução de ácido ascórbico e 570 mL de água). Simultaneamente foi preparada a curva de calibração e aguardado 30 minutos antes de se fazer a leitura no espectrofotômetro no comprimento de onda de 880 nm. O Po foi obtido pela diferença entre os teores de P nas amostras ignificadas e não ignificadas.

3.4.2. Determinação do fósforo total do solo (Pt)

O Pt do solo foi determinado pelo método de digestão ácida (Brookes & Powlson, 1981; Hedley et al., 1982). A extração foi realizada a partir da pesagem de 0,15 g de solo para posterior transferência para tubo de ensaio e adição de 1 mL de MgCl₂ (167 g diluídos em 200 mL de água), 7,5 mL de H₂SO₄ 18 mol L⁻¹. Após isso, foram colocados funis de refluxo nos tubos, que ficaram no bloco digestor por 2 horas a uma temperatura de 200° C. O bloco foi então desligado, e esfriou-se por cerca de 30 min, e então foi adicionado 2 mL de H₂O₂. O bloco foi novamente ligado a uma temperatura de 100° C por 1 hora. Após isso, foi novamente adicionado 2 mL de H₂O₂, e o bloco permaneceu ligado por 1 hora na mesma temperatura de 100°C. Em seguida, a temperatura do bloco foi aumentada para 150 °C, permanecendo por 2,5 horas, para então ser desligado e esfriar até o dia seguinte. Em cada rodada foram adicionados 2 tubos brancos (sem solo). No último passo da extração foi adicionado água destilada nos tubos até chegar à marca de 50 mL, agitando-os até a homogeneização, e então, os extratos foram filtrados para potes de vidro. Para a etapa da determinação, foi pipetado 5 mL dos extratos para copos plásticos e adicionados 5 mL de água destilada, 1 mL de solução indicadora p-nitrofenol, 4 mL de NaOH 6,75 mol L⁻¹, e 5 mL de solução mista (400 mL de H₂SO₄ 2,5 mol L⁻¹, 120 mL de molibdato de amônio, 40 mL de antimônio tartarato de potássio, 300 mL de

solução de ácido ascórbico e 140 mL de água destilada). Simultaneamente foi preparada a curva de calibração e aguardados 30 minutos antes de se fazer a leitura no espectrofotômetro no comprimento de onda de 880 nm.

3.4.3. Determinação do fósforo inorgânico total (Pi)

O Pi foi estimado pela diferença entre o Pt e o Po.

3.4.4. Determinação do fósforo disponível (Pdisp)

O P disponível foi determinado pelo método colorimétrico usando o extrator Mehlich 1.

3.5. Análises estatísticas

A análise dos dados, quanto à distribuição normal, foi realizada através do teste de Kolmogorov-Smirnov. Em seguida, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$) por meio do software XLSTAT (ADINSOFT, 2013).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Safra 2016/2017

Os teores de P total, P orgânico total e P inorgânico total do solo na safra 2016/2017 são apresentados na figura 3.

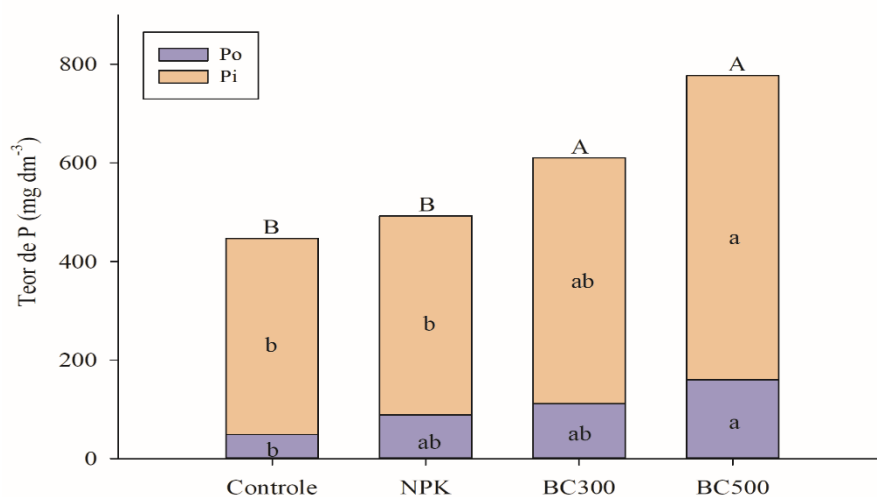


Figura 3. Teores de P total, composto pelo P orgânico (Po) mais P inorgânico (Pi), do solo cultivado com milho, sob efeito residual de biochar de LE na safra 2016/2017: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais, maiúscula para Pt e minúscula para Po e Pi, indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).

Os teores de P disponível desta mesma safra estão representados na figura 4.

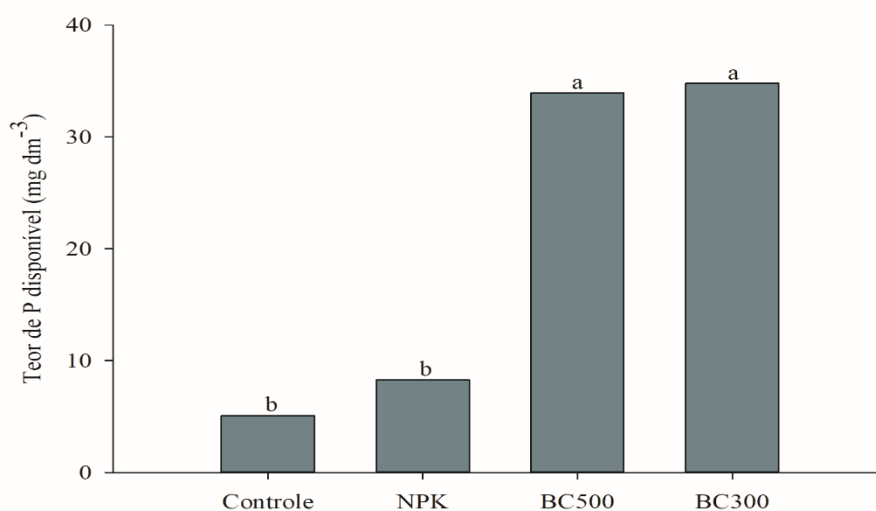


Figura 4. Teores de P disponível do solo cultivado com milho, sob efeito residual de biochar de LE na safra 2016/2017 nos tratamentos: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 –

biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).

O biochar apresentou efeito residual sobre os teores de Pt um ano após a sua aplicação. Independente da temperatura de pirólise o biochar de LE apresentou maiores teores de Pt do que a adubação mineral NPK e o controle. Em média, os biochars promoveram 234 mg dm⁻³ de Pt a mais do que a adubação NPK. Esses resultados demonstram que, comparado a adubação mineral, o biochar de LE é capaz de manter elevados teores de Pt no solo com efeito residual de anos. O BC500 se destacou no acúmulo de Pi apresentando teores maiores do que NPK e o Controle ($p \leq 0,05$), não havendo diferença entre os demais tratamentos. O Pi ocupou a maior fração do Pt em todos os tratamentos, representando aproximadamente 89%, 82%, 74% e 79% do Pt nos tratamentos Controle, NPK, BC300 e BC500 respectivamente.

Xu et al. (2014) destacaram que a fração inorgânica do P no solo é a mais afetada pela aplicação de biochar, aumentando principalmente as moléculas ligadas ao Ca. Rehman et al. (2018) também observaram solos que tiveram aplicação de diferentes biochars de LE pirrolisados a 450 °C com maior concentração de Pt do que solos com aplicação de P mineral na forma de superfosfato simples. Não houve efeito significativo do biochar no Po do solo comparado ao NPK, no entanto, o BC 500 promoveu aumento de Po comparado ao Controle.

Mesmo após um ano da suspensão da sua aplicação, o biochar deixou um pronunciado efeito residual, com teores de P disponível no solo cerca de 4 vezes maiores do que sob aplicação de adubação NPK ($p \leq 0,05$). A distribuição de P disponível seguiu o mesmo comportamento do P total do solo. Isso indica que a aplicação de biochar ao solo eleva os teores totais de forma equilibrada em diferentes frações, com garantia de fornecimento de formas disponíveis desse nutriente, mesmo após um ano da sua suspensão.

O P disponível representou aproximadamente 1%, 2%, 5% e 4% do Pt nos tratamentos Controle, NPK, BC300 e BC500, respectivamente. Rehman et al. (2018) também observaram que P disponível muito menor que o Pt tanto em tratamentos com aplicação 20 t ha⁻¹ biochar de LE quanto em tratamentos com adubação química. Novak et al. (2009) encontraram concentrações de P disponível semelhantes ao do presente estudo em solos com aplicação de 10 t ha⁻¹, 20 t ha⁻¹ e 40 t ha⁻¹ de biochar de casca de nozes, porém o incremento no P disponível relacionado ao controle foi baixo.

4.2. Safra 2017/2018

Os teores de Pt, Po e Pi do solo sob efeito residual de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral NPK, na safra 2017/2018, são apresentados na figura 5.

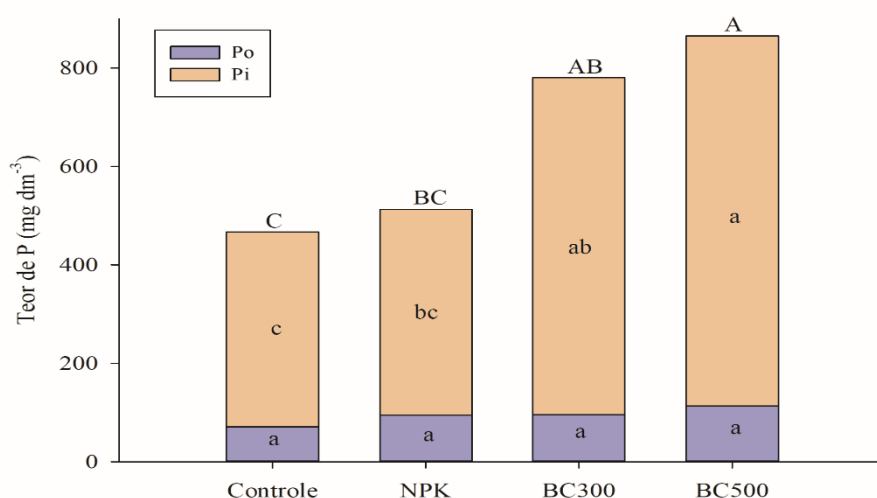


Figura 5. Teores de P total, composto pelo P orgânico (Po) mais P inorgânico (Pi), do solo cultivado com milho, sob efeito residual de biochar de LE: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais, maiúscula para Pt e minúscula para Po e Pi, indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).

Assim como aconteceu na safra anterior, os biochars, independente da temperatura de pirólise, apresentaram efeito residual sobre os teores de Pi e Pt do solo, com valores superiores ao controle. O BC500 promoveu maiores teores de Pi e Pt do que o controle e NPK ($p \leq 0,05$). Os tratamentos não se diferenciaram quanto aos teores de Po. Os resultados do presente estudo indicam que a aplicação de biochar de lodo de esgoto representa uma importante fonte de P para as culturas, mesmo sem a reaplicação desse produto.

A fração Pi também predominou no solo na safra 2017/2018, ela representou aproximadamente 89%, 82%, 92% e 90% do Pt nos tratamentos Controle, NPK, BC300 e BC500, respectivamente.

Os maiores teores de Pt nos solos em que houve aplicação de biochar (principalmente no BC500) condizem com o fato de o biochar apresentar alto teor de P em sua composição (Tabela 6). Isso pode ser explicado pelo enriquecimento relativo de P que acontece no biochar com o aumento da temperatura de pirólise devido à perda de materiais voláteis como H, O e N (YUAN et al., 2016). A concentração restante desses elementos após a pirólise a 500 °C pode chegar a 0,70%, 10,45% e 1,54% respectivamente, chegando a teores menores quando produzido a temperaturas mais elevadas (CHEN et al., 2014). Yuan et al. (2013), Lu et al.,

(2013) e Hossain et al. (2011) observaram esse enriquecimento de P no biochar de LE, podendo ser ainda mais concentrado (em cerca de 40-100%) quando pirolisado a temperatura acima de 600 °C, indicando que o P está associado com as frações inorgânicas do LE (CALLEGARI & CAPODAGLIO, 2018). A decomposição desta fração inorgânica acontece apenas em temperaturas maiores que 700 °C.

Yuan et al. (2013) descreveram uma queda acentuada no enriquecimento relativo de P no biochar em temperaturas de pirólise maiores que 700 °C. Essa diminuição das frações de P inorgânico também foi observada no estudo de Qian & Jiang (2014) onde foi descrito que as quatro principais formas de P no LE são os ortofosfatos, pirofosfatos, ortofosfatos monoésteres e diésteres, sendo as duas últimas as formas orgânicas, que durante o tratamento térmico são transformadas em ortofosfatos e pirofosfatos. Essa conversão de formas orgânicas em inorgânicas corrobora com os altos teores de Pi encontrados nos tratamentos em que houve aplicação de biochar, principalmente no BC500.

Em relação ao P disponível, os tratamentos BC300 e BC500 apresentaram os maiores teores, e os tratamentos NPK e Controle não se diferenciaram. O P disponível representou aproximadamente 1%, 1%, 5% e 5% do Pt nos tratamentos Controle, NPK, BC300 e BC500 respectivamente. Yue et al. (2017) observaram solos com diferentes taxas de aplicação de biochar de LE com concentrações de P disponível até 38 vezes maior que o tratamento controle (sem aplicação de biochar).

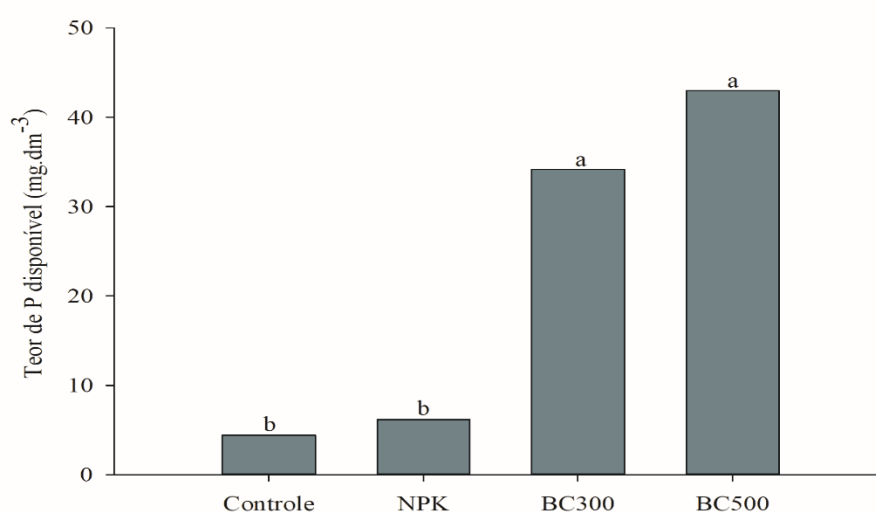


Figura 6. Teores de P disponível solo cultivado com milho, sob efeito residual de biochar de LE na safra 2017/2018 nos tratamentos: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais

indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).

As relações C/P dos solos das safras 2016/2017 e 2017/2018 estão representadas nas figuras 7 e 8.

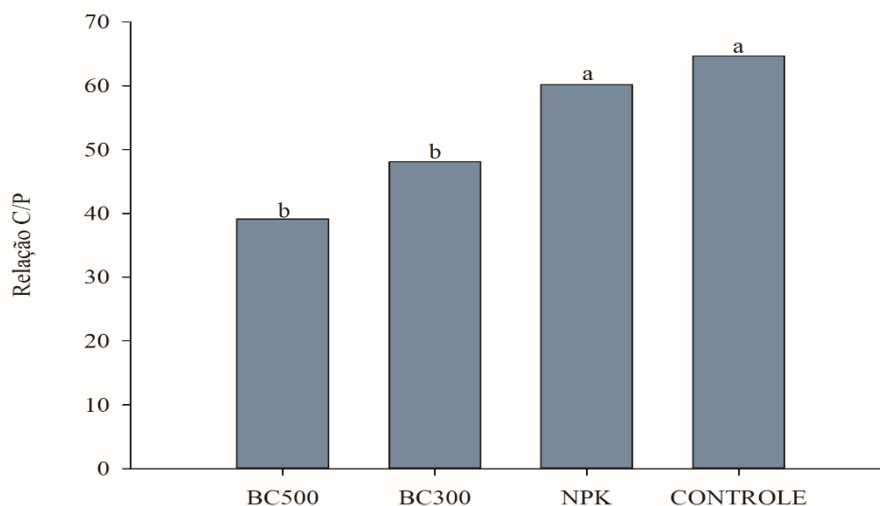


Figura 7. Relações carbono: fósforo (C/P) de solos cultivados com milho, sob efeito residual de biochar de LE na safra 2016/2017 nos tratamentos: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas de letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).

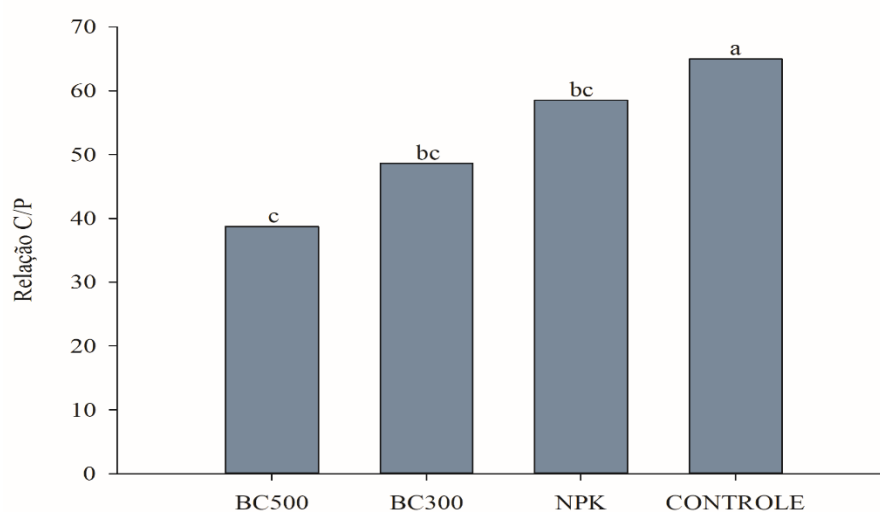


Figura 8. Relações carbono: fósforo (C/P) de solos cultivados com milho, sob efeito residual de biochar de LE na safra 2017/2018 nos tratamentos: Controle; NPK (adubação mineral), BC300 – biochar produzido a 300 °C e BC500 – biochar produzido a 500 °C. Médias seguidas

de letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste HSD de Tukey ($p \leq 0,05$).

Essa relação é considerada como um importante indicador dos processos de imobilização e mineralização do P no solo (SAGGAR et al., 1998). Relações C/P igual ou menores que 200:1 favorecem a mineralização de Po em Pi, enquanto relações maiores que 300:1 favorecem a imobilização do P (DALAL, 1977), esses valores variam na literatura.

De maneira geral, em ambas as safras, a aplicação de biochar reduziu a relação C/P do solo ($p < 0,05$), independente da temperatura de pirólise empregada na produção do biochar. As maiores relações C/P encontradas no presente trabalho foram em torno de 64 indicando que a direção do processo de transformação do P atua no sentido da mineralização, não resultando em imobilização líquida de P no solo (BUSATO et al., 2005). No entanto, apesar de em todos os tratamentos as relações encontradas terem sido bem menores que 200, foi possível perceber um aumento no teor de Pi dos solos apenas nos tratamentos em que houve aplicação do biochar. Dalal (1977) evidenciou que quando o C do solo não está disponível para os microrganismos, a imobilização do P (conversão do Pi em Po) também é diminuída. A alta aromatização e consequente recalcitrância do biochar o torna resistente a biodegradação, essa resistência é maior ainda em biochars produzidos em temperaturas mais elevadas, como o BC500 (FIGUEIREDO et al., 2017). Em geral pode-se observar um aumento nos teores de Pi nos tratamentos BC500 e BC300, indicando essa mineralização.

Segundo Tiessen et al. (1984), em solos intemperizados, em que a solubilidade do Pi é baixa, a disponibilidade de P no solo é extremamente controlada pela mineralização do Po. Os menores teores de Po nos tratamentos BC500 e BC300 em ambas as safras, e a depleção desta fração que ocorreu de um ano para o outro, indicam que o Po pode ter sido convertido em Pi. Na safra 2016/2017 a fração inorgânica representava 74% e 79% do Pt nos tratamentos BC300 e BC500 respectivamente. Já na safra 2017/2018 essa porcentagem passou para 92% e 90%. Nos tratamentos NPK e controle não houve mudanças nestas porcentagens. Como o P disponível manteve a mesma porcentagem de aproximadamente 1% do Pt nos tratamentos Controle e NPK e 5% nos tratamentos BC500 e BC300 em ambas as safras, pode-se inferir que a mineralização do P foi a grande responsável pelos tratamentos com biochar apresentarem maiores quantidades de P disponível.

De acordo com Sousa et al. (2004), solos de textura argilosa sob cultivos de culturas anuais em sequeiro o nível crítico de P (nível suficiente para se obter 80% do rendimento potencial na ausência de adubação fosfatada no ano agrícola) é de 8 mg dm^{-3} . Nos solos da

safra 2016/2017, apenas o tratamento Controle estava abaixo deste nível, enquanto nos solos da safra 2017/2018 apenas os tratamentos BC300 e BC500, ainda mantinham níveis de P disponível acima dos níveis críticos. A maior disponibilidade de P nos tratamentos com aplicação de biochar pode ser explicada também, pelo aumento do pH propiciado pela concentração elevada de metais alcalinos, principalmente Ca e Mg (LONE et al., 2015; FIGUEIREDO et al., 2017), e pela adsorção de cátions de Fe e Al (DELUCA et al., 2009; FARIA et al, 2017), que possuem alta afinidade com o P, formando complexos insolúveis e tornando o P indisponível para as plantas.

5. CONCLUSÕES

- 1) De maneira geral, na primeira safra sob efeito residual, tanto BC300 quanto BC500 aumentaram o teor de fósforo total e disponível em relação a adubação mineral. No entanto, no segundo ano sem aplicação do biochar, esse efeito residual só foi observado para o BC500.
- 2) O fósforo inorgânico foi a fração predominantemente incrementada pelo biochar, alcançando cerca de 90% do fósforo total do solo na segunda safra.
- 3) O biochar de LE reduziu a relação C/P do solo, sendo esse efeito mais pronunciado na primeira safra, um ano após a suspensão da aplicação do biochar.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADINSOFT. **XLSTAT: Statistical software & data analysis add-on for Excel**, 2013.
- AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U; LIM, J. E; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S.; OK, Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere**, v.99, p. 19-33, 2014.
- BENITES, V. M. A importância da pesquisa na avaliação da eficiência das tecnologias em fertilizantes fosfatados no Brasil. **Boletim informativo da SBCS**, p. 36-38, 2015.
- BETTIOL, W; CAMARGO, O. Lodo de esgoto. Impactos ambientais na agricultura. 2006.
- BONINI, C. S. B.; ALVES, M. C; MONTANARI, R. Recuperação da estrutura de um Latossolo vermelho degradado utilizando lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.10, p. 34-42, 2015.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/política-de-resíduos-sólidos> >. Acessado em 04 de fevereiro de 2019.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf> >. Acessado em 04 de fevereiro de 2019.
- BUSATO, J. G.; CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X. Fósforo num cambissolo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo. I – Fracionamento sequencial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 935-944, 2005.
- CAESB. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Disponível em: < <https://www.caesb.df.gov.br/esgoto/sistemas-de-esgotamento.html> >. Acessado em 04 de fevereiro de 2019.
- CALLEGARI, A.; CAPODAGLIO, A. G. Properties and Beneficial Uses of (Bio) Chars, with Special Attention to Products from Sewage Sludge Pyrolysis. **Resources**, 2018.
- CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de Koppen-Geiger para o estado de Goiás e Distrito Federal. **ACTA Geográfica**, v.8, p. 40-55, 2014.
- CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A.; GRUTZMACHER, P.; PIRES, A. M. M. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.10, p.413-419, 2015.

CASTRO, A. L. G.; SILVA, O. R.; SCALIZE, P. S. Cenário da disposição do lodo de esgoto: uma revisão das publicações ocorridas no Brasil entre 2004 e 2014. **Multi-Science Journal**, v. 1, p. 66-73, 2015.

CHEN, T.; ZHANG, Y.; WANG, H.; LU, W.; ZHOU, Z.; ZHANG, Y.; REN, L. Influence os pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performace of biochar derived from municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, 2014, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048>.

COMISSÃO EUROPEIA, Green paper on the management of bio-waste in the European Union, 2008.

COSTA, A. N.; COSTA A. F .S.; PEREIRA, A. C. C.; LIMA, M. F.; MATTOS, C. N. Influência da aplicação de lodo de estação de tratamento de esgoto, tratado com cal virgem, na produtividade do café arábica. **X Simpósio Ítalo-Brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**, 2018.

DALAL, R. C. Soil organic phosphorus. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 29, p. 83-117, 1977.

DELUCA, T.H.; MACKENZIE, M.D.; GUNDALE, M.J. Biochar effects on soil nutrient transformations. In: LEHMAN, J.; JOSEPH, S., editors. **Biochar for environmental management: science and technology**. London: Earthscan, p. 251-269, 2009.

FARIA, W. M.; FIGUEIREDO, C. C.; COSER, R. R.; VALE, A. T.; SCHNEIDER, B. G. Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two-year field experiment. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 64, p. 505-519, 2017.

FIGUEIREDO C. C.; LOPES, H.; COSER, T.; VALE, A.; BUSATO, J.; AGUIAR, N.; NOVOTNY, E.; CANELLAS, L. Influence os pyrolysis temperature on chemical and physical properties of biochar from sewage sludge. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 64, p. 881-889, 2017.

FIGUEIREDO, C. C.; CHAGAS, J. K. M.; SILVA, J.; PAZ-FERREIRO, J. Short-term effects of a sewage sludge biochar amendment on total and available heavy metal content of a tropical soil. **Geoderma**, v.344, p.31-39, 2019.

- HE, Y. D.; ZHAI, Y. B.; LI, C. T.; YANG, F.; FAN, X. P.; PENG, W. F.; FU, Z.M. The fate of Cu, Zn, Pb, and Cd during the pyrolysis of sewage sludge at different temperatures. **Environmental Technology**, v. 31 (5), p. 567-574, 2010.
- HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil society of America journal**, v. 46 (5), p. 970-976, 1982.
- HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; CHAN, K. Y.; ZIOLKOWSKI, A.; NELSON, P. F. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 223-228, 2011.
- HUANG, W.; CAI, W.; HUANG, H.; LEI, Z.; ZHANG, Z.; TAY, J. H.; LEE, D. Identification of inorganic and organic species of phosphorus and its bio-availability in nitrifying aerobic granular sludge. **Water Research**, v. 68, p. 423-431, 2015.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB)**, 2008.
- JASINSKI, S. M. Phosphate rock. **U.S. Geological Survey Minerals Yearbook**, p. 561-569, 2016.
- KITAMURA, P. C. Prefácio. In: BETTIOL, W. & CAMARGO editors. Lodo de esgoto impactos ambientais na agricultura. P. 11-12, 2006.
- LIU, T.; LIU, B.; ZHANG, W. Nutrients and heavy metals in biochar produced by sewage sludge pyrolysis: its application in soil amendment. **Polish Journal of Environmental Studies** v. 23, p. 271-275, 2014.
- LONE, A. H.; NAJAR, G. R.; GANIE, M. A.; SOFI, J. A.; ALI, T. Biochar for sustainable soil health: A review of prospects and concerns. **Pedosphere**, v. 25 (5), p. 639-653, 2015.
- LU, H.; ZHANG, W.; WANG, S.; ZHUANG, L.; YANG, Y.; QIU, R. Characterization of sewage sludge-derived biochars from different feedstocks and pyrolysis temperature. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 102, p. 137-143, 2013.
- MAGUIRRE, R. O.; SIMS J. T.; DENTEL, S. K.; COALE, F. J.; MAH, J. T. Relationships between biosolids treatment process and soil phosphorus availability. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 1023-1033, 2001.

- MAIO, M. M.; SAMPAIO, R. A.; NASCIMENTO, A. L.; PRATES, F. B. S.; RODRIGUES, M. N.; SILVA, H. P.; DIAS, A. N.; FREITAS, C. E. S. Atributos físicos do solo, adubado com lodo de esgoto e silicato de cálcio e magnésio. **Revista Ceres**, v. 58 (6), p. 823-830, 2011.
- MENDEZ, A.; TARQUIS, A. M.; SAA-REQUEJO, A.; GUERRERO, F.; GASCÓ, G. Influence of pyrolysis temperature on composted sewage sludge biochar priming effect in a loamy soil. **Chemosphere**, v. 93, p. 668-676, 2013.
- MULLER-STROVER, D. S.; JAKOBSEN, I.; ROLSTED, M. M.; MAGID, J.; HAUGGAARD-NIELSEN, H. Phosphorus bioavailability in ash from straw and sewage sludge processed by low-temperature biomass gasification. **Soil Use and Management**, v. 34, p. 9-17, 2018.
- MUNHOZ, R. O.; BERTON, R. S. Disponibilidade de fósforo para o milho em solo que recebeu lodo de esgoto. 2006. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O., editors. **Lodo de esgoto impactos ambientais na agricultura**. p. 91-124, 2006.
- NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; CRUZ, S. F.; JUNIO, G. R. Z.; BARBOSA, C. F.; FERNANDES, L. A. Metais pesados em girassol adubado com lodo de esgoto submetido a diferentes processos de estabilização. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18 (7), p. 694-699, 2014a.
- NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; JUNIO, G. R. Z.; CARNEIRO, J. P.; FERNANDES, L. A.; RODRIGUES, M. N. Teores de metais pesados no solo e em girassol adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18 (3), p. 294-300, 2014b.
- NOVAK, J. M.; BUSSCHER, W. J.; LAIRD, D. L.; AHMEDNA, M.; WATTS, D. W.; NIANDOU, A. S. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. **Soil Science**, v. 174 (2), p. 105-112, 2009.
- O'CONNOR, G. A.; SARKAR, D.; BRINTON, S.R.; ELLIOTT, H. A.; MARTIN, F. G. Phytoavailability of Biosolids Phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, p. 703-712, 2004.
- OLSEN, S. R.; SOMMERS, L. E. Phosphorus. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, Q. R. (Eds.). **Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties**. 2. ed. Madison: ASA, SSSA, p. 403-430, 1982.

PANTANO, G.; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A. A.; FADINI, P. S. Sustentabilidade no uso do fósforo: Uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**, v. 39 (6), p. 732-740, 2016.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A.; SOUZA, N. A. P.; CARMO, J. B.; COSCIONE, A. R.; CARVALHO, C. S. Disponibilidade e mineralização do nitrogênio após aplicações sucessivas de lodo de esgoto no solo, estimadas por meio de incubação anaeróbica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50 (4), p. 333-342, 2015.

QIAN, T.; JIANG, H. Migration of phosphorus in sewage sludge during different thermal treatment process. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 2, p. 1411-1419, 2014.

REHMAN, R. A.; RIZWAN, M.; QAYYUM, M. F.; ALI, S.; ZIA-UR-REHMAN, M.; ZAFAR-UL-HYE, M.; HAFEEZ, F.; IQBAL, M. F. Efficiency of various sewage sludge and their biochars in improving selected soil properties and growth of wheat (*Triticum aestivum*). **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 607-613, 2018.

RIGO, M. M.; RAMOS, R. R.; CERQUEIRA, A. A.; SOUZA, P. S. A.; MARQUES, M. R. C. Destinação e reuso na agricultura do lodo de esgoto derivado do tratamento de águas residuárias domésticas no Brasil. **Gaia Scientia**, v. 8 (1), p. 174-186, 2014.

SAGGAR, S.; PARFITT, R. L.; SALT, G.; SKINNER, M. F. Carbon and phosphorus transformstions during decomposition of pine forest floor with different phosphorus status. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 197-204, 1998.

SAMOLADA, M. C.; ZABANIOTOU, A. A. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. **Waste Management**, v. 34, p. 411-420, 2014.

SCHNEIDER, F.; HADERLEIN, S. B. Potential effects of biochar on the availability of phosphorus – mechanistic insights. **Geoderma**, v. 277, p. 88-90, 2016.

SOHI, S. P.; KRULL, E.; LOPEZ-CAPEL, E.; BOL, R. A review of biochar and its use and function in soil. **Advances in Agronomy**, v. 105, p. 47-82, 2010.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E.; REIN, T. A. 2004. Adubação com fósforo. In: SOUSA, D. M. G & LOBATO, E. Cerrado correção de solo e adubação. p. 147-167, 2004.

SOUZA, R. F.; FAQUIN, V.; TORRES, P. R. F.; BALIZA, D. P. Calagem e adubação orgânica: Influência na adsorção de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 975-983, 2006.

TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, p. 853-858, 1984.

TORRI, S. I.; CORRÊA, R. S.; RENELLA, G. Biosolid application to agricultural land – a contribution to global phosphorus recycle: A review. **Pedosphere**, v. 27 (1), p. 1-16, 2017.

WHITERS, P. J. A.; RODRIGUES, M.; SOLTANGHEISI, A.; CARVALHO, T. S.; GUILHERME, L. R. G.; BENITES, V. M.; GATIBONI, L. C.; SOUSA, D. M. G.; NUNES, R. S.; ROSOLEM, C. A.; ANDREOTE, F. D.; JUNIOR, A. O.; COUTINHO, E. L. M.; PAVINATO, P. S. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, 2018.

XU, G.; SUN, J.; SHAO, H.; CHANG, S. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with different acidity. **Ecological Engineering**, v. 62, p. 54-60, 2014.

XU, G.; ZHANG, Y.; SHAO, H.; SUN, J. Pyrolysis temperature affects phosphorus transformation in biochar: Chemical fractionation and ^{31}P NMR analysis. **Science of the Total Environment**, p. 65-72, 2016.

YUAN, H.; LU, T.; HUANG, H.; ZHAO, D.; KOBAYASHI, N.; YONG, CHEN. Influence of pyrolysis temperature on physical and chemical properties of biochar made from sewage sludge. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 112, p. 284-289, 2015.

YUAN, H.; LU, T.; WANH, Y.; CHEN, Y.; LEI, T. Sewage sludge biochar: Nutrient composition and its effect on the leaching of soil nutrients. **Geoderma**, v. 267, p. 17-23, 2016.

YUAN, H.; LU, T.; ZHAO, D.; HUANG, H.; NORIYUKI, K.; CHEN, Y. Influence of the temperature on product distribution and biochar properties by municipal sludge pyrolysis by municipal sludge pyrolysis. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 15, p. 357-361, 2013.

YUE, Y.; CUI, L.; LIN, Q.; LI, G.; ZHAO, X. Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth. **Chemosphere**, v. 173, p. 551-556, 2017.

ZORNOZA, R.; MORENO-BARRIGA, F.; ACOSTA, J. A.; MUÑOZ, M. A.; FAZ, A. Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from, manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. **Chemosphere**, v. 144, p. 122-130, 2016.